

Växthusgasutsläpp frånfluglarvskompostering med den Amerikanska vapenflugan (*Hermetia illucens*)

*Emissions of greenhouse gases from fly larvae composting using the black soldier fly (*Hermetia illucens*).*

Frida Erlöv

Kandidat
Agronomprogrammet - inriktning mark/växt

SLU, Sveriges Lantbruksuniversitet
Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för energi och teknik

Titel på svenska: Växthusgasutsläpp från fluglarvskompostering med den Amerikanska vapenflugan (*Hermetia illucens*)

Titel på engelska: Emissions of greenhouse gases from fly larvae composting using the black soldier fly (*Hermetia illucens*).

Författare: Frida Erlöv

Handledare: Cecilia Lalander, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för energi och teknik

Biträdande handledare: Evgheni Ermolaev, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för energi och teknik

Examinator: Håkan Jönsson, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för energi och teknik

Kurs: Självständigt arbete i miljövetenskap

Kurskod: EX0688

Omfattning: 15 hp

Nivå: G2E

Program: Agronomprogrammet - inriktning mark/växt

Serienamn: Examensarbete (Institutionen för energi och teknik, SLU), 2018:03

ISSN: 1654-9392

Uppsala 2018

Nyckelord: Amerikansk vapenfluga, växthusgaser, ammoniak, matavfalls-hantering

Online publication: <http://stud.epsilon.slu.se>

Referat

Växande population och ökad konsumtion världen över bidrar till ökad avfallsproduktion. För att kunna uppnå ett hållbart samhälle, behövs bättre återvinning av bland annat det organiska avfallet. I många länder läggs idag det organiska avfallet på deponier, där det kan orsaka föroreningar i både vatten och luft. Fluglarvskompostering med den Amerikanska vapenflugan (*Hermetia illucens*) har visat sig vara en effektiv behandlingsmetod som genererar flera produkter av värde, såsom djurfoder och organiskt gödningsmedel eller biobränslen. Behandling med larver av den Amerikanska vapenflugan har därmed potentialen att bidra till en miljömässigt positiv och ekonomiskt lönsam återvinning av de biologiska restprodukter som finns i vårt samhälle.

Syftet med denna studie var att undersöka växthusgasutsläpp från fluglarvskompostering samt jämföra dessa med litteraturdata för aerob kompostering. Detta för att i senare studier kunna bedöma den totala miljöpåverkan av fluglarvskompostering. För att uppnå detta mättes gasutsläpp från tre olika fluglarvskomposteringsbehandlingar: en med endast fluglarver och två där det även tillsattes nedbrytande fluglarvsspecifika bakterier utöver själva fluglarverna. I ena behandlingen tillsattes bakterierna samtidigt som larverna medan den andra förbehandlades med bakterier i 7 dagar. Utöver gasutsläpp mättes även olika parametrar i materialet (pH, skrymdensitet, kompostmognad, vattenhalt, glödförlust och total kväve) för att kunna jämföra de olika behandlingarna och för att få en ökad förståelse för processerna.

De totala gasutsläppen uppmättes till runt 55 kg CO₂-ekv. ton⁻¹ initialt material (våtvikt) för samtliga behandlingar. En signifikant ökning av metan (CH₄) kunde dock observeras i behandlingen där bakterier tillsattes samtidigt som fluglarverna. Då CH₄-utsläppen var väldigt små i jämförelse med CO₂-utsläppen fanns ingen statistisk skillnad i det totala växthusgasutsläppet. Ingen signifikant skillnad kunde heller observeras ($p < 0,05$) mellan de olika behandlingarna i de andra parametrarna, vilket tyder på att behandlingarna kan antas vara likvärdiga vad gäller processeffektiviteten i fluglarvskomposteringen. Uppmätta gasutsläpp i studier av anaerob kompostering var generellt högre än de från fluglarvsbehandlingarna per ton behandlat material (våtvikt). Trots osäkerheter, så som tidsaspekter och materialval, i jämförelsen mellan aerob kompost och fluglarvskompostering tyder resultaten på att växthusgasutsläppen från fluglarvskompostering generellt är lägre än utsläpp från aerob kompost.

Nyckelord: *Hermetia illucens*, Amerikansk vapenfluga, växthusgaser, ammoniak, matavfallshantering

Abstract

Management of organic solid waste is an ever growing challenge, due to increasing populations and consumption rates around the world. Today, a great proportion of the organic wastes are placed on landfills, where they contribute to pollution of water and air. Black soldier fly (*Hermetia illucens*) composting has proven to be very effective in degradation of organic waste products, while generating valuable products, such as animal feed and organic fertilizers or biofuels. Treatment with black soldier fly larvae has thereby a potential to contribute to a more environmental friendly and economically viable management of biological waste fractions.

The aim of this study was to measure greenhouse gas emissions from black soldier fly composting and to compare these with emissions from literature data on aerobic composting. The data generated was to later be used for assessing the environmental impact of fly larvae treatment. Gas emissions from three different black soldier fly larvae composts were measured: one with only larvae and two in which specific fly larvae bacteria were added as well as the larvae. The bacteria were added simultaneously with the larvae in one of the treatments; while a pretreatment with bacteria was performed for 7 days in the other treatment before adding the larvae. In addition, various parameters (pH, bulk density, compost maturity, total solids, organic content and total-N) were measured, to get a better understanding concerning present processes.

The total greenhouse gas emissions were approximately 55 kg CO₂-eq. ton⁻¹ initial material (wet weight basis) for all three treatments. The CH₄-emissions, for the treatment where the bacteria and larvae were added simultaneously, was observed to be significant higher compared to the other two treatments. The CH₄-emission was very small compared to the emissions of CO₂, thus the total greenhouse gas emissions did not differ significantly between the treatments ($p < 0.05$). No significant difference was observed for the other measured parameters, suggesting that the studied treatments were equal in terms of process efficiency. Greenhouse gas emissions per ton material (wet weight) reported for aerobic compost from other studies have generally been higher than what was measured in this study from the fly larvae composts. Despite the uncertainties in the comparison between the fly larvae and aerobic composting methods, the results suggest lower greenhouse gas emissions from black soldier fly composting than from aerobic compost.

Keywords: *Hermetia illucens*, Black soldier fly, greenhouse gases, ammonia, food waste recycling

Förord

Detta arbete är en del av kursen Självständigt arbete i miljövetenskap (EX0688) på Sveriges lantbruksuniversitet och omfattar 15 högskolepoäng. Kandidatarbetet utfördes på institutionen för energi och teknik på Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Handledare var Cecilia Lalander, biträdande handledare var Evgheni Ermolaev och examinator var Håkan Jönsson, alla på Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet.

Jag vill rikta ett stort tack till mina båda handledare för de råd och den expertis jag fått ta del av samt till familj och vänner för stöd och uppmuntran under arbetets gång.

Uppsala, mars 2018

Frida Erlöv

Innehållsförteckning

Förkortningar	7
1. Inledning	8
1.1 Mål, frågeställning och omfattning av studien	9
2. Bakgrund	10
2.1 Kompostering	10
2.2 Produktion av växthusgas vid nedbrytning av organiskt material	11
2.3 Fluglarvskompostering med Amerikansk vapenfluga (<i>Hermetia illucens</i>)	12
3. Material och metod	15
3.1 Experimentupplägg	15
3.2 Fluglarvskompostering	16
3.3 Mätning av växthusgaser	17
3.4 Analys av gasprover	18
3.5 Mätning av ammoniakgas	19
3.6 Mätning av totalkväve	19
3.7 Torrsubstans och glödförlust	20
3.8 pH och skrymdensitet	20
3.9 Kompostmognadstest	21
3.10 Statistisk analys	21
4. Resultat	22
4.1 Vattenhalt och organiskt material	22
4.2 Tot-N, kompostmognad, skrymdensitet och pH	23
4.3 Massbalans	24

4.4	Gasutsläpp	24
5.	Diskussion	27
5.1	Fluglarvskompostering	27
5.2	Växthusgasutsläpp från fluglarvskompostering	28
5.3	Jämförelse mellan fluglarvskompostering och aerob kompost gällande växthusgasutsläpp	28
6.	Slutsats	32
7.	Referenser	33

Förkortningar

GWP	Global uppvärmningspotential (Global Warming Potential)
TS	Torrsubstans (Total Solids)
VS	Glödförlust (Volatile Solids)
GC	Gas kromatografi (Gas Chromatography)

1. Inledning

Växande befolkning, urbanisering, samt ökande konsumtion världen över ställer högre krav på hållbar återvinning av våra produkter (Westerman & Bicudo, 2005; Diener *et al.*, 2011). Enligt Östlund (2016) återvanns 2014 ca 38 % av matavfallet genom biologisk behandling i Sverige. Totalt producerades samma år ca 935 000 ton matavfall, varav 99 000 ton komposterades och 252 000 ton gick till rötning. Enligt Sveriges miljömål ska 50 % av allt matavfall i Sverige återvinnas genom biologisk behandling till 2018, vilket i så fall skulle innebära behandling av ytterligare ca 116 500 ton matavfall (Östlund, 2016). I många länder dumpas det organiska avfallet på deponier, där det kan orsaka föroreningar i både vatten och luft (Hoorweg & Bhada-Tata, 2012). I nedbrytningsprocessen frigörs gaser, bland annat så kallade växthusgaser (koldioxid, metan och lustgas) som bidrar till växthuseffekten. De värdefulla näringsämnen som finns i matavfallet kan även lakas ur och orsaka övergödning (Sharpley *et al.*, 1994; Westerman & Bicudo, 2005). Återvinning av matavfall är därför en viktig del av arbetet för ett mer hållbart samhälle. Ett problem är dock att den väldigt sällan är ekonomiskt lönsam, då insamlings-, och behandlingskostnaderna ofta är höga och produkterna sällan täcker dessa kostnader (Diener *et al.*, 2011). Det är därför viktigt att hitta nya sätt att återvinna, som är hållbara både för miljön och ekonomiskt.

I naturen bryts det organiska materialet ner av bland annat mikroorganismer, svampar och flertalet olika insekter (Eriksson *et al.* 2011). En av dessa insekter är den Amerikanska vapenflugan (*Hermetia illucens*). Den Amerikanska vapenflugans larver har visat sig i flertalet studier effektivt bryta ner matavfall, men även avföring och annat organiskt material, med upp till 70 % på torrviktsbasis (Sheppard *et al.*, 1994; Diener *et al.*, 2011; Banks *et al.*, 2014). Fluglarvskompostering kan även generera ett flertal produkter av ekonomiskt värde, såsom djurfoder och organiskt gödningsmedel eller biobränslen (Paz *et al.*, 2015). Idag används bland annat soja och fiskmjöl som proteinkälla i djurfoder, vilket resulterar i långa transporter samt ett högt tryck på fiskbestånden (Heimer & Svenska naturskyddsföreningen, 2009; Perednia, 2017; KSLA, 2004). Genom att ersätta dessa proteinkällor med larver från den Amerikanska vapenflugan kan även miljöbelastningen minska (Tacon & Metian, 2008). Kompostering med larver av den Amerikanska vapenflugan har därmed potentialen att bidra till en miljömässigt positiv och ekonomiskt lönsam återvinning av de biologiska restprodukter som finns i vårt samhälle. Det är dock en ny metod och därför saknas flera viktiga data. Det behövs därför mer forskning för att kunna utvärdera och jämföra metoden med andra komposteringsalternativ.

1.1 Mål, frågeställning och omfattning av studien

Målet med denna studie var att undersöka växthusgasutsläpp från tre olika behandlingar med fluglarvskompostering, jämföra dessa sinsemellan samt med litteratordata för aerob kompostering. Studien är en del av en större forskningsstudie vars mål är att undersöka för och nackdelar av fluglarvskompostering ur flera aspekter. En av dessa aspekter är fluglarvskomposteringens miljöpåverkan i förhållande till andra komposteringsalternativ. Denna studies huvudfokus ligger på emissioner av växthusgaserna koldioxid, metan och lustgas samt ammoniakgas.

Frågeställningar inom studien var:

- Hur stora är växthusgasutsläppen från studiens tre olika fluglarvskomposteringsbehandlingar av matavfall?
 - Finns det någon skillnad vad gäller växthusgasutsläpp om matavfallet sambehandlas med fluglarvsspecifika bakterier?
 - Finns det någon skillnad vad gäller växthusgasutsläpp om matavfallet förbehandlas med fluglarvsspecifika bakterier?
- Skiljer sig växthusgasemissionerna från fluglarvskompostering från publicerade data på emissioner från aerob kompostering?

2. Bakgrund

2.1 Kompostering

Kompostering är en viktig process för att omvandla organiskt avfall till humus genom nedbrytning som genomförs av bland annat mikrobiella samhällen, så som bakterier, svampar, protozoer m.m. Resultatet ger en stabil produkt som är rik på näringsämnen i en form som är tillgänglig för växter (Zeng *et al.*, 2011; Ermolaev *et al.*, 2014; Ritika & Rajendra, 2015).

Det finns flera faktorer som påverkar aktiviteten hos mikroorganismerna och därmed nedbrytningshastigheten, så som temperatur, pH, vattenhalt, syre och mängd föda (Sundberg *et al.*, 2004; Hammar *et al.*, 1996 s. 90). Den optimala temperaturen för många mikroorganismer är 25-35°C och vid för låg/hög temperatur avstannar mikroorganismernas aktivitet. Mesofila mikroorganismer klarar dock en temperatur på upp till 45°C, medan många termofila dör vid 70-80°C. Surheten i materialet (lågt pH) påverkar även organismernas aktivitet. Många bakterier som bryter ner organiskt material trivs bäst vid ett neutralt till svagt basiskt pH medan svampar är mindre känsliga och har ett bredare optimum (Hammar *et al.* 1996 s. 90). En mogen kompost har ett pH på 8-9 då nedbrytningen skett på ett önskvärt vis (Sundberg *et al.*, 2004). Däremot sjunker pH ofta i den initiala komposteringsfasen då kolväten bryts ner till organiska fettsyror, vilket orsakar en låg mikrobiell aktivitet. Detta sker speciellt när stora delar av materialet är lättnedbrytbart och energirikt (Smårs *et al.*, 2002). Många nedbrytande mikroorganismer är aeroba och därmed beroende av vatten och syre för sin överlevnad. Då mikroorganismerna lever i materialet de konsumerar kan en för hög vattenhalt innebära syrebrist, då den syrerika luften trängs undan, vilket resulterar i att de aeroba organismerna inaktiveras och kanske dör. Det finns dock organismer som gynnas eller är beroende av syrefria förhållanden, vilka kallas anaeroba. Anaerob nedbrytning genererar generellt mindre energi än aerob, vilket bidrar till en mindre effektiv nedbrytning. Mängden syre och vatten påverkar därmed starkt den mikrobiella aktiviteten och minskning av syrehalt kan innebära att nedbrytningshastigheten minskar (Hammar *et al.*, 1996 s. 90).

Nedbrytningshastigheten påverkas även av den så kallade C/N-kvoten, det vill säga mängden kol i förhållande till mängden kväve. Kol brukas vid celltillväxt och ger energi medan kväve är viktigt i proteinsyntesen hos mikroorganismerna. Vid hög kvävehalt (låg kvot) sker en mikrobiell tillväxt, vilket påskyndar nedbrytningshastigheten, men medför också en ökad risk att kvävet avgår i form av ammoniakgas. En hög C/N-kvot, dvs. hög

halt kol och låg halt kväve, innebär att nedbrytningen hämmas då det inte finns tillräckligt med kväve för att upprätthålla en hög mikrobiell aktivitet. Nedbrytningshastigheten beror också på strukturen på det organiska materialet. Vid större mängd lättnedbrytbara föreningar, som kolhydrater, bryts materialet ner snabbt, medan svårnedbrytbara ämnen, som lignin, förlänger nedbrytningstiden. Bakterier bryter främst ner lättillgängliga föreningar medan svampar generellt bryter ner de mer svårtillgängliga föreningarna (Kumar *et al.*, 2010; Eriksson *et al.*, 2011 s. 114-115, 271). De fraktioner i organiskt material som är mer svårnedbrutna, t.ex. lignin, är det som kvarblir vid en mogen kompost och bildar bl.a. humus (Eriksson *et al.* 2011 s.106-109). Humus har en mörk färg som gör kompostmaterialet mörkbrunt. Humusämnena kan nyttjas som en strukturbildare i jord, då de är aggregatstabiliserande, och därför påverkar porstorleksfördelningen. Detta bidrar till bättre förhållanden för både växter och markdjur. Fördelad porstorlek i jorden ger t.ex. en bättre vatten- och syrehalt och gör att rötter lättare tränger ner i marken. Humus fungerar även som jonbytare i jorden och kan på så vis binda och tillgängliggöra essentiella näringsämnen till växter (Eriksson *et al.* 2011 s. 45-46; Hammar *et al.*, 1996 s. 82, 91-92). I det nedbrutna materialet finns även essentiella näringsämnen så som ex. fosfor och kväve. Fosfor- och kvävecykeln har klassats som två av de tio system som anses vara nyckel faktorer för att planeten ska fortsätta vara holocen. Holocen är den senaste och nuvarande geologiska epoken som bland annat innebär ett relativt stabilt klimat. Idag förs mycket näring bort från våra åkrar genom skörd av olika grödor och endast en liten proportion återförs. För att gränsvärdena ska hållas är det viktigt med ett kretslopp där det organiska materialet återförs till våra jordar och återställer näringsbalansen (Rockstrom *et al.*, 2009; Eriksson *et al.*, 2011 sid. 112). Då växter inte kan ta upp näringsämnen i alla former är nedbrytningen av det organiska materialet av yttersta vikt för växtligheten (Eriksson *et al.*, 2011 s. 267-268, 279).

2.2 Produktion av växthusgas vid nedbrytning av organiskt material

Under nedbrytning av organiskt avfall produceras bl.a. koldioxid (CO_2), metan (CH_4), lustgas (N_2O) och ammoniakgas (NO_3) (Ermolaev *et al.*, 2014). De tre första tillhör kategorin växthusgaser, vilket innebär att de har en påverkan på klimatet genom sina värme-reflekterande egenskaper. Vid för hög halt växthusgaser i atmosfären reflekteras för mycket värmestrålning tillbaka till jorden och bidrar till det som brukar kallas för växthuseffekten. Inverkan från de olika gaserna varierar beroende på livslängden i atmosfären. För att kunna jämföra gaserna används parametern GWP (från engelskans *Global Warming Potential*), vilken beskriver effekten en viss massa av gasen har på klimatet. Vanligast anges GWP under en hundraårsperiod (GWP_{100}) i enheten CO_2 -ekvivalenter, vilket

beskriver hur stark påverkan gasen har jämfört med CO₂. GWP₁₀₀ för CH₄ är 25 CO₂-ekvivalenter medan den för N₂O är 298 CO₂-ekvivalenter (IPCC, 2007).

Parametrar som kan påverka nedbrytning och gasutsläpp under komposteringsprocessen är vattenhalt, temperatur och pH (Ermolaev *et al.*, 2014; Eriksson *et al.*, 2011). Detta beror på att aktiviteten vid olika förhållanden varierar mellan olika nedbrytare, så som bakterier och svampar. De olika gaserna produceras under olika förhållanden, av olika organismer och genom olika processer under nedbrytningen av det organiska materialet. CO₂ bildas genom respiration, då det organiska kolet oxideras, under den mikrobiella nedbrytningen. Samtidigt frigörs mineralämnen i oorganisk form och svårnedbruten humus anrikas. Då nedbrytningshastigheten, och därigenom bildandet av CO₂, beror på materialets kemiska sammansättning bildas gasen i olika mängd under nedbrytningsprocessen beroende på hur de olika föreningarna bryts ner. De lättomsättbara föreningarna, så som sukros, bryts snabbt ner vilket innebär en hög aktivitet och därmed respiration, medan proteiner och cellulosa bryts ner långsammare och därmed orsakar en lägre halt CO₂ under en längre tid. (Eriksson *et al.*, 2011 s. 112-114). CH₄ produceras av metanogena arkéer och bakterier i anaeroba förhållanden. N₂O bildas av bakterier och arkéer som utför nitrifikation och denitrifikation (Eriksson *et al.*, 2011 s. 273-275). Nitrifikation är en aerob process som oxiderar ammoniak och ammoniumjoner (som bildats under mineraliseringen) till nitrat, där N₂O kan bildas som en sidoprodukt både vid normal och vid låg syretillgång. Denitrifikation är en anaerob process som reducerar nitrat till kvävgas (N₂) men som under svagt aeroba förhållanden även kan producera kväveoxid (NO) och N₂O. Reduktionen till N₂O istället för N₂ gynnas även av ett lågt pH (Ermolaev *et al.*, 2014; Eriksson *et al.*, 2011 s. 273-275). Ammoniak (NH₃) och nitrat (NO₃⁻) är två av de viktigaste kväveföreningarna i kompost, både ur växtnäring- och miljösynpunkt. Vid ett alkaliskt pH under nedbrytningsprocessen bildas den flyktiga gasen ammoniak, vilket innebär en förlust av kväve. Detta innebär att kompostmaterialet förlorar i värde som gödsel, och bidrar även till förurning och övergödning då kvävet återförs till marken vid bl.a. nederbörd. Nitrat är en av de viktigaste formerna av växttillgängligt kväve men kan också urlakas och därigenom orsaka övergödning (Beck-Friis *et al.*, 2001; Zeng *et al.*, 2011; Eriksson *et al.*, 2011).

2.3 Fluglarvskompostering med Amerikansk vapenfluga (*Hermetia illucens*)

I fluglarvskompostering tillsätts fluglarver till det organiska materialet, som tillsammans med mikroorganismer bryter ner det organiska materialet till kompost. Fluglarven till den

Amerikanska vapenflugan har visat sig effektiv i nedbrytning av många olika material med organiskt innehåll, bl. a. matavfall och avföring, och har en nedbrytningspotential på upp till 70 % på torrviktsbasis av det organiska materialet (Sheppard *et al.*, 1994; Diener *et al.*, 2011; Banks *et al.*, 2014). En annan fördel med den Amerikanska vapenflugan i jämförelse med andra flugor är att den inte äter som vuxen fluga och därför inte klassificeras som vektor för sjukdomsspridning (Cickova *et al.*, 2015; Ritika & Rajendra, 2015). Då larverna härstammar från ett tropiskt klimat är de mest aktiva vid en temperatur på ca 28°C (Sheppard *et al.*, 1994) vilket även är en optimal temperatur för många nedbrytande mikroorganismer (Hammar *et al.*, 1996 s. 90). Larverna har visat sig i flera studier kunna ersätta proteinfoder, så som fiskmjöl och sojaprodukter, i djurproduktion av t.ex. fisk, fågel och gris (St-Hilaire *et al.*, 2007; Paz *et al.*, 2015; Ritika & Rajendra, 2015). Larvernas höga protein- och fetthalt på 40 % respektive 30 % (på torrviktsbasis) gör dem till en bra foder. Vid nedbrytningen av organiskt material har den Amerikanska vapenflugan visat sig effektiv i att även reducera eller helt ta bort bakterier från bl.a. Enterobacteriaceae familjen så som *Salmonella* spp. Detta minskar risken för smittspridning vid användning av det nedbrutna materialet som ex. gödsel vid matproduktion (Lalander *et al.*, 2015).

Den Amerikanska vapenflugan har fyra stadier i sin livscykel; ägg, larv, puppa och fluga. Äggen läggs av flugan på torra ytor med närhet av potentiella matkällor (May, 1961). Larvstadiet är det stadie där nedbrytning av organiskt material sker och varar i 2-8 veckor beroende på mattillgång och temperatur (Sheppard *et al.*, 1994). Det är främst i larvens mag- och tarmkanal som den effektiva nedbrytningen sker (Kim *et al.*, 2011). Nedbrytningshastigheten minskar i slutet av larvstadiet då larverna går in i det sista larvstadiet som förpuppa. Detta tros bero på att larverna i detta stadie inte har samma kraftfulla käkparti som i tidigare stadier och därmed inte kan bryta ner organiskt material lika effektivt. I detta larvstadium förflyttar sig larven till torrare områden i materialet innan den förpuppas, vilket underlättar separationen mellan larver och behandlat material (Sheppard *et al.*, 1994; May, 1961).

Larvernas förmåga att bryta ner organiskt material påverkas av flera faktorer, så som mängd och kvalitet av materialet, larvdensitet, temperatur och pH (Paz *et al.*, 2015; Warburton and Hallman, 2002). Paz *et al.* (2015) visade att en låg tillsats av material leder till konkurrens och därmed en försämrad tillväxt. För att gynna ökning av biomassa lämpar sig en högre tillsats av material mellan 96-163 mg/larv/dag och en lägre larvdensitet mellan 1,2-5 larver/cm². Däremot ökar nedbrytningsgraden av materialet vid en mindre tillgång av material i förhållande till antalet larver. Vid för hög tillsats ackumuleras materialet och skapar anaeroba förhållanden som hämmar nedbrytningen och därmed ger en

försämrade slutprodukt (Cheng *et al.*, 2017). Detta är något som även påverkar pH-värdet i slutmaterialet. Normalt stabiliseras materialet genom hydrolys vid fluglarvskompostering och pH höjs, men vid en högre vattenhalt sker inte detta vilket ger ett pH runt 4-5 i slutmaterialet (Paz *et al.*, 2015). Fluglarvskompostering med den Amerikanska vapenflugan har vid tidigare studier visat på en tidsåtgång på 7-21 dygn vid nedbrytning av matavfall (Dortmans, 2015; Paz *et al.*, 2015; Perednia, 2017)

Då den Amerikanska vapenflugans larver är väldigt tåliga klarar de en vattenhalt på 20-90%. Bäst överlevnad och aktivitet har larverna dock vid en vattenhalt på 40-60% enligt Fatchurochim *et al.* (1989). En optimal vattenhalt har visat sig viktigt för att få till en bra nedbrytning och påverkar både larvernans tillväxthastighet och kompostmaterialets egenskaper. Vid en lägre vattenhalt bildas ett lätthanterligt material med en vattenhalt på ca 50 %, vilket är optimalt vid separation mellan larver och behandlat material samt vid senare användning som ex. gödsel. En högre vattenhalt kan orsaka en klibbig konsistens som är svår att hantera. Däremot har en högre vattenhalt visat sig ge en högre aktivitet och snabbare larvtillväxt och förkortar därmed tidsåtgången för fluglarvskomposteringen (Cheng *et al.*, 2017). Temperatur är något som också visat sig påverka fluglarverna och deras förmåga att bryta ner organiskt material. Vid en temperatur under 25°C sjunker larvernans aktivitet och nedbrytningen sker långsammare (Paz *et al.*, 2015; Warburton & Hallman, 2002). Samtidigt orsakar en för hög temperatur en försämrade överlevnad och vid temperaturer över 47°C dör larverna (Cheng *et al.*, 2017; Newby, 1997). Den Amerikanska vapenflugans larver alstrar själva värme genom sin metabolism och kan därmed orsaka en temperaturhöjning i materialet. Vid kompostering kan därmed en hög larvdensitet och aktivitet orsaka problem om starttemperaturen redan är hög (Paz *et al.*, 2015; Cheng *et al.*, 2017; Newby, 1997; Warburton & Hallman, 2002).

3. Material och metod

3.1 Experimentupplägg

I försöket studerades tre olika behandlingar av fluglarvskompostering i triplikat. I samtliga behandlingar användes matavfall från en lunchrestaurang i Uppsala, Ultuna campus, som material. De olika komposterna behandlades med fluglarver i fjorton dagar (tabell 1). Utöver larver av den Amerikanska vapenflugan tillsattes en fluglarvsspecifik bakterieflora, som tidigare isolerats från fluglarver, i två av behandlingarna. I den ena behandlingen tillsattes bakteriefloran tillsammans med fluglarverna (behandling L+Bak) medan i den andra förbehandlades matavfallet i sju dagar med bakteriefloran innan fluglarverna tillsattes (behandling För+L). Hypotesen var att bakteriefloran och förbehandlingen skulle öka nedbrytningsförmågan i fluglarvskomposteringen. Hela den fluglarvsspecifika bakteriefloran som tidigare isolerats från den Amerikanska vapenflugans larver tillsattes i behandling L+Bak, medan endast utvalda bakterier ur bakteriefloran användes i behandling För+L. Urvalet grundades på en tidigare studie där olika typer av förbehandlingar undersökts, vari bland annat den fluglarvsspecifika bakteriefloran isolerades från fluglarverna. Den fluglarvsspecifika bakteriefloran vidareisolerades till enskilda bakteriekulturer som tillsattes i olika kombinationer till matavfallet för att sedan liksom här behandlades med den Amerikanska vapenflugan (opublicerad data). Den förbehandling som i den studien visade på bäst omvandlingskvot lade grunden till detta experiment.

Avgång av växthusgaser samt av ammoniakgas mättes vid tre olika tidpunkter under fluglarvskomposteringen: dag 3, 7 och 11 efter att fluglarverna tillsatts. Utöver detta analyserades även vattenhalt, andel organiskt material, totalkväve och pH i materialet, för att på ett bra sätt kunna jämföra de tre behandlingarna. Prover togs av alla replikat både innan och efter fluglarvsbehandlingen samt före förbehandling, för att kunna detektera förändringar mellan och inom varje behandling. Ett kompostmognadstest (Solvita®) genomfördes efter avslutad fluglarvsbehandling.

Tabell 1: Beskrivning av de olika behandlingarnas utförande (skillnader och likheter) i studien, så som behandlingstider, substrat, förbehandling, larvdensitet, antal larver och mängden matavfall. Larv beskriver behandlingen med enbart larver, L+Bak beskriver behandlingen med en tillsatts av larver och fluglarvsspecifik bakterieflora och För+L beskriver behandlingen med en bakteriell förbehandling och larver

	Behandling		
	Larv	L+ Bak	För+L
Behandlingstid (dagar)	14	14	7 + 14
Substrat	Matavfall och larver	Matavfall, larver och bakterier	Matavfall, larver och bakterier
Antal replikat	3	3	3
Bakteriekonsortium		Hela den fluglarvsspecifika bakteriefloran	Urval ur den fluglarvsspecifika bakteriefloran
Förbehandling			7 dagar med bakterier
Larvdensitet (larver/cm ²)	2	2	2
Totalt antal larver (st/replikat)	700	700	700
Tillsatt matavfall (g/replikat)	3 x 400	3 x 400	3 x 400

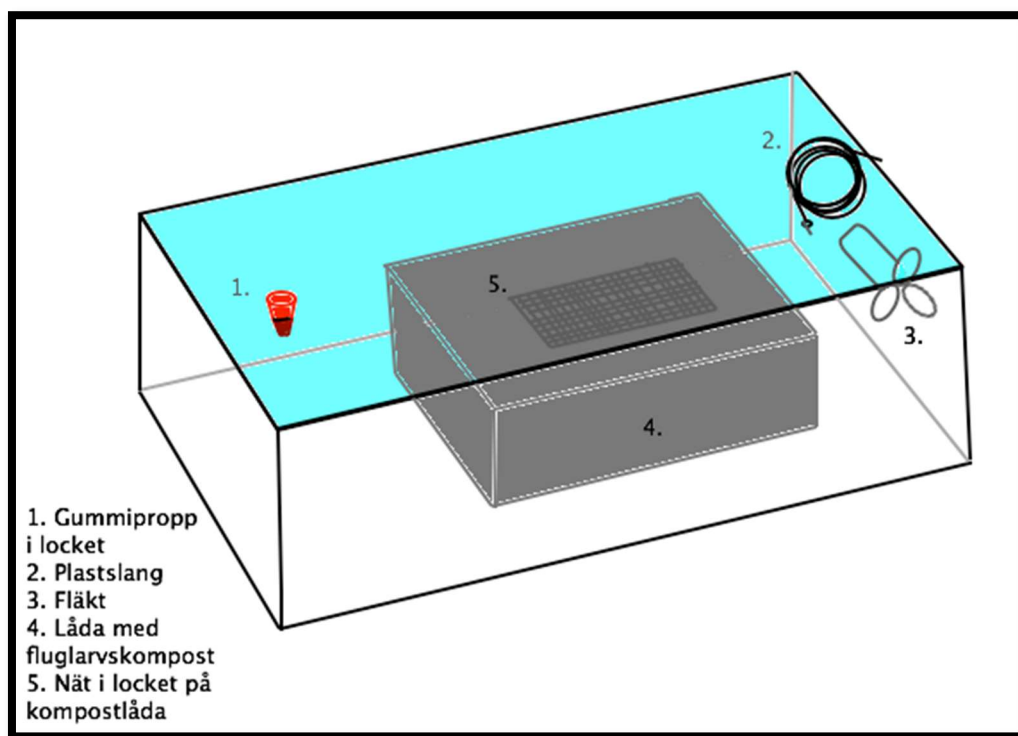
3.2 Fluglarvskompostering

Komposteringen för alla tre behandlingarna utfördes i triplikat i plastlådor med en area på 357 cm² och ett förslutbart lock med finmaskigt nät (figur 1). I samtliga lådor tillfördes 700 st larver, vilket resulterade i en larvdensitet på 2 larver/cm² (tabell 1). Storleken på de tillsatta larverna varierade från ca 0,5 till ca 1,5 mm i diameter och de hade en ungefärlig ålder på 5-7 dagar. Homogeniserat matavfall från en lunchrestaurang i Uppsala tillfördes vid tre olika tillfällen under fluglarvsbehandlingen. Totalt tillsattes ca 1200 g matavfall vardera till varje replikat. En tredjedel tillsattes dag 1 tillsammans med larverna och därefter dag 3 och 7. Matavfallet tillsattes i samma mängd vid alla tre tillfällen. För att inte påverka gasmätningarna tillsattes matavfallet efter gasprovtagningen. För att förhindra nedbrytning av det matavfall som tillsattes dag 3 och 7 förvarades matavfallet i -20°C. Materialet tinades upp i rumstemperatur innan det tillsattes. Samtliga behandlingar genomfördes vid 28°C.

3.3 Mätning av växthusgaser

Gasmätningen gjordes i en tätslutande låda med en volym på 6,9 liter. Vid varje mättillfälle togs åtta gasprover under en timme per replikat. Proverna togs i par (ena för CO₂ och CH₄, det andra för N₂O och CH₄) efter 0, 15, 30 och 60 min.

Gasproven togs med hjälp av en 60 ml spruta, med utbytbar nål, som stacks ner genom en gummitätning i locket. För att förhindra undertryck vid provtagning monterades en 1 m lång plastslang i locket. Slangen hade en area på 4 mm och förhindrade undertryck i lådan genom att tillåta ett mindre luftinsläpp. För att luftinsläppet skulle minimeras formades slangen som en spiral. För att få en jämn gasblandning i behållaren monterades en liten fläkt (Rubicson, mini fan) på ena kortsidan inuti lådan. Inför provtagning sattes komposteringslådan ner i provtagningslådan och locket förslöts noggrant (figur 1).



Figur 1: En uppritad 3D-bild av gasmätningens låda innehållande den grå flugkomposteringslådan, med en beskrivning av olika delars position. Gasmätningens låda illustreras som transparent med ett blått lock, där en röd gummitätning för provtagning samt en plastslang för luftintag monterats. En fläkt installerades på kortsidan inuti mätlådan för att få en jämn gasfördelning i lådan.

Proverna överfördes till glasflaskor med tätt gummilock och en volym på 20 ml. Glasflaskorna hade förbehandlats genom att spolas och fyllas med kvävgas. Detta för att luft innehåller de gaser som skulle studeras i denna studie, vilket skulle kunna påverka resultaten. Kvävgas reagerar inte med de studerade gaserna och påverkar därför inte resultatet. Innan provet överfördes till flaskan stacks en annan nål ner genom gummitätningen på glasflaskan, för att släppa ut övertrycket av kvävgas då provet överfördes. Nålen togs bort innan de sista 5 ml överfördes så det bildades ett nytt övertryck i flaskan. Syftet med detta var att förhindra luft utifrån diffunderade in i ampullen. Vid alla provtagningar togs fyra luftprov, för att möjliggöra balansering av resultaten. Sprutan sköljdes med luft fem gånger mellan varje provtillfälle och dess funktionsduglighet, bl.a. tätheten i gummi-membranet, kontrollerades inför varje provtagning, genom att dra in luft och sedan pressa ut den igen.

3.4 Analys av gasprover

För att analysera gasprovernans innehåll av CO_2 , CH_4 och N_2O användes en gaskromatograf. Inför gaskromatografen tillverkades nio stycken olika standardlösningar av känd koncentration av CO_2 , CH_4 och N_2O . Standardlösningarnas koncentrationer grundades på tidigare studiers uppmätta gaskoncentrationer. Liksom vid gasprovtagningen överfördes gasblandningarna från standardlösningarna till glasflaskor med hjälp av en 60 ml spruta.

Gaskromatograf med flamjonisationsdetektor (FID) och elektroninfångningsdetektor (ECD) användes vid analysen av CO_2 och CH_4 , medan N_2O och CH_4 analyserades med en gaskromatograf med flamjonisationsdetektor (FID) och värmekonduktivitetsdetektor (TCD). Till analysen i datorn användes programmet TotalChrom, som beräknade arean av gasernas toppar. Från resultatet i TotalChrom beräknades sedan koncentrationen för de olika gaserna, genom att jämföra de beräknade areorna med standardvärden. Vid samtliga beräkningar subtraherades koncentrationen i luftprovet från den uppmätta koncentrationen i provet.

Koncentrationerna plottades mot tiden för att få fram ett flöde. Flödet multiplicerades med densiteten på aktuell gas, volymen (gasmätningsslådans volym minus kompostlådans volym) och antal minuter för att beräkna mängden gas som avgavs totalt under fluglarvs-komposteringen de olika dagarna. För de dagar då ingen provtagning ägde rum användes en stegvis interpolering d.v.s. ett medelvärde av uppmätta gasutsläpp från de dagar som låg närmst i tid. Den totala mängden gas multiplicerades med GWP-värden från litteraturen för de olika gaserna för att få ut mängden gas i CO_2 -equivallenter över 100 år (IPCC, 2007).

3.5 Mätning av ammoniakgas

Mätningen av ammoniakgas gjordes med ammoniakreagensrör med detekteringsintervallen 0,2-20 och 5-100 ppm (Kitagawa) och togs vid tidpunkterna 0, 30 och 60 min, under samma tidsspann som övriga gasmätningar. Vid provtagning öppnades ändarna på reagensrören upp, varpå ena änden kopplades till en plastslang ansluten till en nål som kopplades till mätlådan. Andra änden av tuben anslöts till en pump som drog in 100 ml luft ur mätlådan per drag. Pumpen drogs upp 1-10 gånger, d.v.s. tills ett resultat visades inom de olika reagensrörens detekteringsintervall med en detekteringsgräns på 0,2 ppm. Mestadels användes det reagensrör med lägst detekteringsintervall, vilket innebar 4 drag om ammoniakgaskoncentrationen var lägre än detekteringsgränsen. Ingen hänsyn togs till det utbyte av luft som förekom i gasmätningenslådan genom dessa mätningar, då detta ansågs inte påverka slutresultatet nämnvärt. Möjligt läckage och täthet av pumpen kontrollerades inför varje provtagning genom att prova att dra in luft i ett öppet reagensrör.

3.6 Mätning av totalkväve

För ett homogent totalkväveprov mättes 0,5 g matavfall upp i en E-kolv, varpå provet kokades i 15 ml koncentrerad svavelsyra. Efter att provet svalnat överfördes 1 ml till ett 50 ml centrifugrör och pH höjdes med natriumhydroxid till >3. Provet späddes ut med destillerat vatten upp till 50 ml, varpå det oxiderades i en timme vid 120°C. Spectroquant® Crack-Set 20 (1,14963,0001) användes för oxidering av provet. Efter 10 min överfördes provet till en kyvette. Provet stabiliserades i ca 20 minuter innan nitratkoncentrationen bestämdes vid 340 nm med användning av ett Spectroquant® nitrattest med koncentrationsområde 0,4-25 mg/l (1,09713,0002).

Totalkvävevärdena användes för att beräkna massbalansen i de olika behandlingarna. Proteinhalten i larverna antogs vara 34,6 % (opublicerad data), vilket användes för att beräkna N-tot med antagandet att totala kvävehalten i larverna var andelen protein dividerat med 6,25. (ekvation 1). Dessa förhållanden var något som tidigare räknats fram efter fluglarvskompostering med larver från samma uppfödningssentral (SLU, Uppsala) och med samma kompostmaterial (opublicerad data).

$$\text{Totalkväve} = \text{andel protein} \div 6,25 \quad (\text{Ekvation 1})$$

3.7 Torrsubstans och glödförlust

För att kontrollera vattenhalten mättes ca 15 g material upp en aluminiumform, vars vikt noterats. Ett prov togs per replikat både innan och efter de olika behandlingarna samt efter förbehandling i behandling För+L. Därefter torkades provet under 48 timmar i 80°C. En temperatur på 80°C användes för att säkerställa att allt organiskt material blev kvar i provet. Vid högre temperaturer finns risk att organiska föreningar avges. Proverna vägdes ytterligare en gång och viktskillnaden beräknades. Vattenhalten beräknades från de uppmätta vikterna.

Glödförlusten mättes genom att bränna de torkade proven i 550°C i 4 timmar. Vid denna höga temperatur bränns det organiska materialet upp medan aska blir kvar. Vikten noterades ytterligare en gång efter att proverna svalnat.

Utifrån resultaten beräknades massreduktion (ekvation 2) och omvandlingskvot (ekvation 3) d.v.s. hur stor andel av avfallet som omvandlats till larvbiomassa. I beräkningarna användes TS halten i det totala materialet innan (tot. TS in) påbörjade behandlingar och den totala TS halten i det behandlade kompostmaterialet (tot. TS ut) samt den totala TS halten i larverna (tot. TS larver) efter behandlingarna avslutats.

$$\text{Massreduktion} = 1 - (\text{tot. TS ut} / \text{tot. TS in}) \quad (\text{Ekvation 2})$$

$$\text{Omvandlingskvot} = \frac{\text{tot. TS larver}}{\text{tot. TS in}} \quad (\text{Ekvation 3})$$

3.8 pH och skrymdensitet

För att mäta pH-värdet mättes 10 g material upp i 50 ml centrifugrör och spädades med avjoniserat vatten i viktsproportionen 1:5. Provet blandades med hjälp av en skakmaskin och hölls vid rumstemperatur i 1 h innan mätning. Provet mättes med en pH-sensor (PHM210, MeterLab®, Radiometer, Copenhagen) som ställdes i en lösning med pH 4 i minst 30 min innan kalibrering, för att stabilisera jonkoncentrationen i sensorn. Efter stabilisering kalibreras pH-metern med standardlösningar med pH 4 och 7 innan proven mättes.

Skrymdensiteten mättes genom att väga upp material i en E-kolv med känd volym och beräknades genom att dividera vikten med volymen (ekvation 4). Volymen hade tidigare kontrollerats med hjälp av avjonat vatten.

$$\text{Skrymdensitet} = \text{Vikt} / \text{Volym}$$

(Ekvation 4)

3.9 Kompostmognadstest

Kompostmognadstesten gjordes med hjälp av Solvita-kit (version 8.0) och efter de anvisningar som medföljde. Testet bygger på att gasutveckling, av gaserna CO₂ och NH₃, mäts under fyra timmar. Från relationen mellan avgången av gaserna CO₂ och NH₃ beräknas en ungefärlig C/N-kvot som visar på kompostens mognadsstadie.

3.10 Statistisk analys

Variationsanalys (One-Way ANOVA) gjordes med 95% konfidensintervall och Turkey's test. Analyserna gjordes i datorprogrammet Minitab Express (version 1.3.0).

4. Resultat

4.1 Vattenhalt och organiskt material

Materialet hade i medel en vattenhalt på 78-81 % efter avslutad fluglarvskompostbehandling i samtliga behandlingar och vattenhalten ökade signifikant i jämförelse med materialet innan behandling, vilket i snitt hade ett värde på 75 % (tabell 2). Mellan matavfallet innan behandling (Innan) och matavfallet efter bakteriell förbehandling (Efter förbehandling) observerades ingen skillnad i vattenhalt.

Tabell 2: Medelvärde och standardfel för vattenhalt, organiskt material, massreduktionen (ekvation 2) och omvandlingskvot (ekvation 3). Behandling Innan beskriver matavfallet innan påbörjad behandling. Behandling Larv, L+Bak och För+L visar provtagning efter de olika behandlingarna, medan Efter förbehandling visar resultat efter bakteriell förbehandling innan påbörjad larvkompostering i behandling För+L. Värden inom parentes visar beräknad massbalans och omvandlingskvot under fluglarvskompostering i behandling För+L, medan de utan parentes visar resultat från hela behandlingen. Statistiska beräkningar visas med bokstäverna a och b, där olika bokstav påvisar en signifikant skillnad. Samtliga värden och statistiska uträkningar är baserade på 3 replikat

Behandling	Vattenhalt %	Glödförlust (%)	Massreduktion (%)	Omvandlingskvot (%)
Innan	75±1 ^a	73±1 ^a	-	-
Efter förbehandling	75±1 ^a	73±1 ^{ab}	28±5 ^a	-
Larv	78±1 ^b	70±1 ^{ab}	43±4 ^{ab}	30±3 ^a
L+Bak	81±1 ^b	67±1 ^b	54±3 ^b	34±2 ^a
För+L	78±1 ^b	69±1 ^{ab}	56±5 ^b (50±5 ^{ab})	22±3 ^a (26±3 ^a)
n=3				

Glödförlusten i kompostmaterialet hade minskat med 3-6 procentenheter i de olika behandlingarna, dock visade endast behandling L+Bak en signifikant skillnad till ursprungsmaterialet. Ingen skillnad ($p < 0,05$) i halt glödförlust observeras i materialet innan behandling och efter förbehandling (tabell 2).

Det totala inflödesmaterialet minskade till ungefär hälften (43-56 % massreduktion) på TS-bas i de olika larvkomposteringarna och till runt 70 % under den bakteriella förbe-

handlingen (28 % massreduktion). Mängden avfall som omvandlades till biomassa var 26-34 %. Ingen signifikant skillnad kunde observeras mellan de olika behandlingarna varken i beräkningar av den totala materialreduktion eller omvandlingskvot ($p < 0,05$). Massreduktionen var lägre under själva fluglarvsbehandlingen i behandling För+L än massbalansen under hela behandlingen För+L, samtidigt som omvandlingskvoten var högre under fluglarvsbehandlingen i behandling För+L i jämförelse med hela behandlingen (inklusive förbehandling).

4.2 Tot-N, kompostmognad, skrymdensitet och pH

Nivån på pH i de olika behandlingarnas kompostrester tydde på ett relativt surt material efter avslutade behandlingar, runt pH 5 (tabell 3), vilket var en marginell ökning från behandlingens början, då pH var 4,4. Endast i behandling För+L ökade pH signifikant. Ingen signifikant skillnad kunde ses varken på skrymdensitet eller i kompostmognadstesten ($p < 0,05$). Kompostmognadstestet visade på att samtliga fluglarvskomposter fortfarande hade kompostmognad 2 och således klassas som rå kompost. Detta innebär att komposten är väldigt aktiv och fortfarande har en hög respiration.

Tabell 3: Medelvärde med standardfel för pH, skrymdensitet och total-N innan och efter de olika fluglarvsbehandlingarna samt Solvita® indexen för kompostmognaden. Behandling Innan beskriver matavfallet innan påbörjad behandling. Behandling Larv, L+Bak och För+L visar provtagning efter de olika behandlingarna, medan Efter förbehandling visar resultat efter bakteriell förbehandling innan påbörjad larvkompostering i behandling För+L. Statistiska beräkningar visas med bokstäverna a och b, där olika bokstav påvisar en signifikant skillnad. Samtliga värden och statistiska uträkningar är baserade på 3 replikat

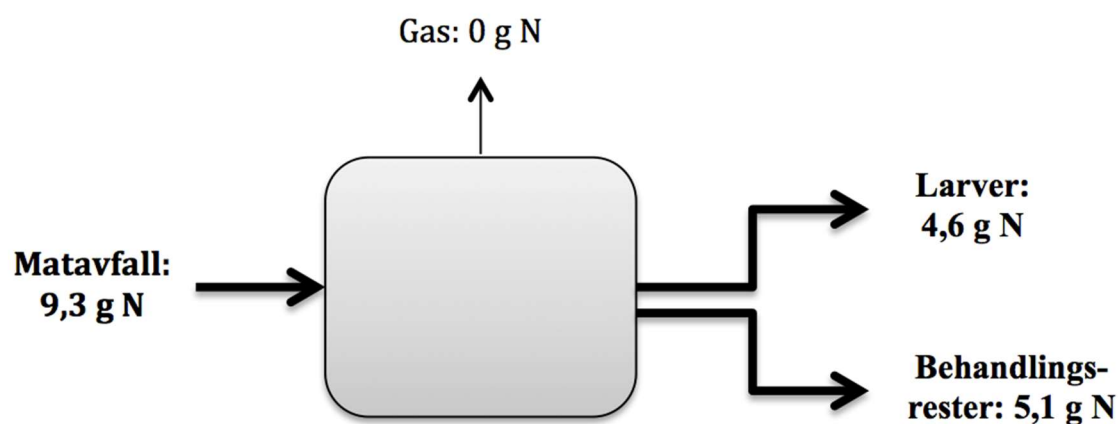
Behandling	pH	Skrymdensitet	Kompostmognad (Solvita®)	Total-N (mg/g)
Innan	4,4±0,3 ^a	1,09±0,03 ^a	-	7,0±0,9 ^a
Efter förbehandling	4,4±0,1 ^a	-	-	-
Larv	4,7±0,1 ^{ab}	1,10±0,00 ^a	2±0,4 ^a	7,0±0,2 ^a
L+Bak	5,1±0,1 ^{ab}	1,09±0,01 ^a	2±0,3 ^a	6,4±0,7 ^a
För+L	5,4±0,2 ^b	1,10±0,00 ^a	2±0,5 ^a	8,8±0,5 ^a

n=3

Fluglarvskomposternas totalkväve hade medelvärden mellan 6,4 och 8,8 mg/g (tabell 3). Detta skiljde sig marginellt från det uppmätta totalkvävet i matavfallet innan kompostering (7,0 mg/g) och ingen signifikant skillnad kunde påvisas ($p < 0,05$).

4.3 Massbalans

Massbalansen av kväve (N) visade i samtliga behandlingar på ett väldigt lågt gasutsläpp och gav vid flera beräkningar ett negativt värde (figur 2). Högsta värde som beräknades var 7 %. Ingen statistisk skillnad kunde observeras mellan de olika behandlingarna ($p < 0,05$).



Figur 2: Illustration av uppmätt mängd kväve i matavfallet som tillfördes till behandlingarna och hur mycket som fördes ut i form av larver och i matrester. Siffror i figuren anger medelvärdet för samtliga replikat av alla behandlingar. $n=27$

4.4 Gasutsläpp

Mellan de olika behandlingarna kunde ingen större variation observeras vad gäller totalt utsläpp av CO_2 (tabell 4). I CH_4 -utsläppen från de olika behandlingarna kunde det däremot observeras ett signifikant lägre CH_4 -utsläpp från behandling För+L jämfört med behandling L+Bak. Mellan behandling Larv och För+L och mellan behandling Larv och L+Bak observerades ingen signifikant skillnad i CH_4 -utsläppen (tabell 4). N_2O -utsläppen från kompostbehandlingarna var väldigt låga och vid flera tillfällen observerades negativa värden efter att luftprovet subtraherats bort. Dessa värden beräknades vara obefintliga

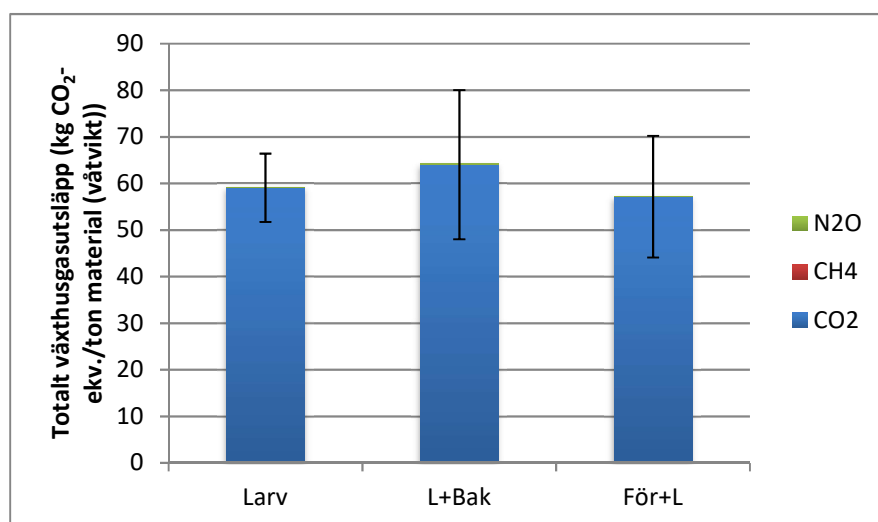
och sattes således till 0 i efterföljande beräkningar. Även då medelkoncentrationen för N₂O var lägre i behandling För+L än behandling L+Bak kunde inte statistisk skillnad visas ($p < 0,05$) då konfidensintervallen överlappade. Ingen statistisk skillnad påvisades mellan de olika behandlingarna av det totala växthusgasutsläppet.

Tabell 4: Växthusgasutsläpp med standardfel från de olika fluglarvskompostbehandlingarna. Statistiska beräkningar visas med bokstäverna a och b, där samma bokstav påvisar ingen statistisk skillnad och olika påvisar att en skillnad kunde observeras. Samtliga värden och statistiska uträkningar är baserade på 3 replikat

Behandling	Utsläpp i kg CO ₂ -ekv. ton ⁻¹ initialt material (våtvikt)			
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Total
Larv	59,06±4,29 ^a	0,03±0,00 ^{ab}	0,15±0,06 ^a	59,24±4,24 ^a
L+Bak	64,04±9,27 ^a	0,04±0,01 ^a	0,15±0,03 ^a	64,23±9,25 ^a
För+L	57,15±7,56 ^a	0,01±0,00 ^b	0,02±0,01 ^a	57,19±7,77 ^a

n=3

CO₂-utsläppen visade sig vara betydligt högre än utsläppen av CH₄ och N₂O och hade därmed störst påverkan på det totala växthusgasutsläppet (figur 3).



Figur 3: Det totala växthusgasutsläppet med standardavvikelse, för de olika behandlingarna under fluglarvs-komposteringen fördelat proportionerligt mellan de olika gaserna CO₂, CH₄ och N₂O. Samtliga värden är baserade på 3 replikat (n=3)

Då samtliga prov hamnade under detektionsgränsen på 0,2 ppm, var ingen NH_3 observerbar i provtagningen.

5. Diskussion

5.1 Fluglarvskompostering

Kompostmognadstesten och pH visade på ett fortfarande färskt material med hög aktivitet även efter avslutad fluglarvskompostbehandling. Då fluglarvskompostering är en väldigt kort process ur en biologisk synvinkel var detta ett väntat resultat och något som observerats i tidigare studier (Dortmans, 2015). Även massreduktionen på 43-56% (tabell 2) visar på liknande resultat som rapporterats i tidigare studier där massreduktionen beräknats till mellan 40-55% (Diener *et al.*, 2009; Lalander *et al.*, 2015). Däremot avvek mängden ammoniakgas både från förväntningar och tidigare resultat (Lalander *et al.*, 2015). Massbalansen visade på ett negativt värde i flera replikat, vilket kan bero på att det är svårt att ta representativa prov och extrahera N-tot i matavfallet innan behandling, då enbart små kvantiteter används och det bl.a. är hög vattenhalt och ojämn kvävefördelning i materialet. Beräkningar av proteininnehåll i larverna kan även påverkat massbalansen då värden användes från litteratur och inte från egna mätningar. Det använda proteinvärdet var emellertid beräknat från larver uppfödda på samma material, vilket indikerar att det var var N-tot i ingångsmaterialitet som bidrog mest till den negativa massbalansen. Då resultat från tidigare studie endast visar en liten höjning av N-tot i samma material, kan det antas att beräkningarna av massbalansen varit någorlunda korrekta och utsläppen av ammoniakgas därmed är minimala. En förklaring till att ammoniakgas var frånvarande i fluglarvskomposteringarna kan vara det låga pH värdet. Samtliga behandlingar visade på ett relativt surt pH-värde både innan och efter behandlingen, vilket bör ha inneburit att kvävet bildade ammoniumjoner istället för ammoniak (Emerson *et al.*, 1975). Ammoniakgas kan fortfarande ha förekommit i viss mån men då i en lägre koncentration än detekteringsgränsen för studien.

Omvandlingskvoten i behandlingarna varierar mellan 22-34% (tabell 2), vilket är högt i jämförelse med flertalet andra studier som rapporterat en kvot på 8-12% (Sheppard *et al.*, 1994; Diener *et al.*, 2011; Lalander *et al.*, 2015). Dortmans (2015) uppmätte däremot ett värde på 20 %, vilket liknar resultaten i denna studie. En förklaring till de olika kvoterna skulle kunna vara olikheterna i tillfört material. I denna studie användes en larvdensitet på 2 larver/cm² och en materialtillförsel på ca 122 mg/larv/dag, vilket enligt Paz *et al.* (2015) skulle vara optimalt för ökning av biomassa i larverna. Paz *et al.* (2015) menar på att en lägre tillförsel av material skulle kunna orsaka konkurrens. Lalander *et al.* (2015) tillförde endast 100 mg/larv/dag till skillnad från Dortmans (2015) som tillförde 160-240 mg/larv/dag. Den högre tillsatsen av material skulle även kunna förklara den höga vatten-

halten i det behandlade kompostmaterialet. Då en större mängd tillsatt material riskerar att ansamlas och orsaka anaeroba förhållanden begränsas nedbrytningen i materialet. Något som tyder på att detta skedde var den klibbiga konsistens som observerades i det komposterade materialet i samtliga behandlingar. Den höga vattenhalten skulle även kunna förklara de låga pH-värdena i de olika behandlingarna, då nedbrytningen av organiska fettsyror hämmas vid en begränsad syretillgång.

5.2 Växthusgasutsläpp från fluglarvskompostering

De totala växthusgasutsläppen från de tre olika behandlingarna visade sig ligga runt 60 kg CO₂-ekv. ton⁻¹ initialt material (våtvikt) (tabell 4). Ingen statistisk skillnad kunde påvisas mellan de olika behandlingarna när de totala utsläppen beräknades, vilket tyder på att behandlingarna kan antas vara likvärdiga vad gäller växthusgasutsläpp. Däremot kunde en signifikant skillnad observeras i CH₄-utsläpp. Behandling L+Bak avgav signifikant mer CH₄ än behandling För+L. Då dessa utsläpp fortfarande var väldigt små i jämförelse med CO₂-utsläppen var detta inget som påverkade det totala utsläppet nämnvärt. CO₂ har även i tidigare studier visat sig vara den gas med högst utsläpp (Perednia, 2017). Det högre CH₄-utsläppet i behandling L+Bak kan bero på den högre vattenhalten, vilket gynnar metanogena arkéer och bakterier som lever i en anaerob miljö. Anaerob nedbrytning är generellt mindre effektiv, vilket skulle kunna ha resulterat i en försämrad nedbrytning. Den höga massreduktionen och omvandlingskvoten tyder dock på att den höga vattenhalten endast påverkat nedbrytningen marginellt. Då fluglarver kan förflytta sig till ytan och därmed tillgodose sitt behov av syre borde inte deras effektivitet påverkats nämnvärt. Detta är även något som kan ses i resultaten där behandling L+Bak visade på en högre omvandlingskvot och massreduktion under fluglarvskomposteringen än i behandling Larv och För+L trots den högre vattenhalten, vilket också kan förklara de högre CO₂-utsläppen (tabell 2).

5.3 Jämförelse mellan fluglarvskompostering och aerob kompost gällande växthusgasutsläpp

Utsläppen från mikrobiell kompostering varierar mycket beroende på utformning, material och olika förutsättningar så som temperatur och syretillgång. Enligt Ermolaev *et al.* (2014) släpper en aerob kompost med hushållsavfall ut 16-266 kg CO₂-ekv. koldioxid ton⁻¹ initialt material (våtvikt), där det stora spannet tyder på en stor variation. Utsläppen av CO₂ från samtliga behandlingar i denna studie hamnar därmed inom detta spann. An-

dersen *et al.* (2010) uppmätte däremot ett CO₂-utsläpp på 177-252 kg/ton initial material (våtvikt), vilket ger ett betydligt högre CO₂-utsläpp än uppmätta värden i fluglarvskompostering. Enligt Ermolaev *et al.* (2014) kan exempelvis låga temperaturer och relativt låga tillsatser av material, i vissa av hemkomposterna, begränsat nedbrytningen och därmed orsakat låga CO₂-utsläpp. Detta tyder på att CO₂-utsläpp från aerob kompost är generellt högre än CO₂-utsläppen från fluglarvskompostering. Vad gäller CH₄ och N₂O låg dessa på 8-131 kg CO₂-ekv. ton⁻¹ initialt material (våtvikt) gemensamt i en aerob kompost med hushållsavfall (Ermolaev *et al.*, 2014) (tabell 5). Detta är betydligt mer än uppmätta CH₄ och N₂O-utsläpp i denna studie på 0,03-0,8 kg CO₂-ekvivalenter/ton material (våtvikt) (tabell 4 och 5). Även andra tidigare studier av växthusgasutsläpp från hemkompostering visar på betydligt högre utsläpp av CH₄ och N₂O, då de gemensamma utsläppen av CH₄ och N₂O uppmätts till 13-134 kg CO₂-ekvivalenter/ton material (våtvikt) (Colón *et al.*, 2010) och 100-239 kg CO₂-ekvivalenter/ton material (våtvikt) (Andersen *et al.*, 2010) (tabell 5). Utsläpp av CH₄ och N₂O är betydligt lägre än CO₂-utsläppen även i de aeroba komposter som studerats, vilket innebär att det är CO₂ som har den störst påverkan på det totala växthusgasutsläppet (Andersen *et al.*, 2010; Ermolaev *et al.*, 2014; Perednia, 2017). Däremot är CO₂ från kompostering biogen CO₂, vilken räknas vara naturlig och därför inte bidra till en negativ växthuseffekt. Andelen CO₂-utsläpp från kompostering visar ofta på kompostens mognad och stabilitet och indikerar att nedbrytningen äger rum. CH₄ och N₂O-utsläpp kan däremot påverkas och variera beroende på förhållanden i material, tid m.m., vilket gör dessa gaser mer intressanta ur ett växthusgasperspektiv.

Den stora skillnaden i gasutsläppen mellan de olika komposteringsmetoderna kan delvis förklaras av att fluglarvskompostering inte ger en fullständig nedbrytning utan fortfarande kräver vidare behandling, vilket orsakar fortsatta gasutsläpp. Det ska dock observeras att materialet som behandlats minskat i mängd efter avslutad fluglarvsbehandling, och därmed kommer avge en betydligt mindre andel gas i vidare behandling än om allt material behandlats med aerob kompost. En annan orsak till skillnaden i gasutsläpp kan vara olikheterna mellan komposternas förutsättningar så som tid, temperatur, storlek på kompost och det material som brutits ner. Hushållsavfall innehåller inte enbart matavfall utan även andra avfallsprodukter som troligtvis ger en annorlunda C/N-kvot och därmed påverkar mikrobernas förmåga att bryta ner det organiska materialet. De aeroba komposterna pågick även under en längre tid och i en större kvantitet, vilket bl.a. ger andra förutsättningar vad gäller syresättning och kan således påverka CH₄-gasutsläppen. Då en större mängd metanogena bakterier och arkéer normalt inte förekommer i matavfall, och det tar tid för dem att växa till, kan tiden påverkat bildandet av CH₄. Den höga vattenhalten i fluglarvsbehandlingarna borde rimligtvis orsakat ett högre CH₄-utsläpp om behand-

lingarna pågått under en längre tid. Vattenhalten kan även påverkat utsläpp av N_2O . N_2O bildas under nitrifikation och denitrifikation, där nitrifikation omvandlar ammoniak och ammonium till nitrat som sedan reduceras till kvävgas under denitrifikation. Då nitrifikation är en aerob process begränsas den av en hög vattenhalt och därmed bildas inget nitrat som är en förutsättning för denitrifikation. Generellt var vattenhalten lägre i de aeroba komposterna från litteraturen, vilket gör att jämförelsen per ton initial material (våtvikt) blir något missvisande. Det är dock inte troligt att dessa osäkerheter kommer påverka gasutsläppen från fluglarvskompostering i den grad att utsläppen ökar till de nivåer som uppmätts i tidigare studier av aerob kompost. Därmed kan det antas att växthusgasutsläppen från fluglarvskompostering generellt är lägre än de växthusgasutsläppen som uppmätts i tidigare studier av aerob kompost.

Tabell 5: Uppmätta växthusgasutsläpp i denna studie och värden från litteratur för aerob kompost med hushållsavfall, omräknade till kg CO_2 -ekv./ ton material (våtvikt)

Kompost	Material	kg CO_2 -eq/ton material (våtvikt)		Referens
		$CH_4 + N_2O$	Totalt växthusgasutsläpp	
Fluglarvskompost	Matavfall	0,03 – 0,8	52 - 58	Denna studie
Aerob kompost	Hushållsavfall	8 - 131	24 - 397	Ermolaev et al. (2014)
Aerob kompost	Hushållsavfall	100 - 239	277 - 491	Andersen et al. (2010)
Aerob kompost	Hushållsavfall	13 - 134	-	Colón et al. (2010)

I en studie där fluglarvskompostering med den Amerikanska vapenflugan jämförts med mikrobiell aerob kompostering visades att ca 30 % respektive 50 % av kolet i det initiala materialet avgick som gas (CO_2 och CH_4) (Perednia, 2017). Perednia (2017) visade även att en betydligt längre tid krävdes för en likvärdig nedbrytning av materialet vid mikrobiell kompostering (45 dagar) än vid fluglarvskompostering (7 dagar). Förklaringen till de

olika gasutsläppen är att larverna binder upp en stor del av kolet som annars skulle omvandlats till gas. Larverna avlägsnas sedan från materialet, vilket ger en lägre andel kol i det kvarvarande materialet. Även mikrober binder upp kol, men då dessa kvarblir i materialet bidrar detta inte till en lägre kolhalt i materialet och det uppbundna kolet kan framöver avgå som växthusgas vid nedbrytning av döda mikrober. Perednia (2017) styrker därmed resultaten om ett lägre totalt växthusgasutsläpp från fluglarvskompostering med den Amerikanska vapenflugan i jämförelse med aerob kompostering.

6. Slutsats

Samtliga tre behandlingar i studien hade ett totalt växthusgasutsläpp på ca 60 kg CO₂-ekv. ton⁻¹ initialt material (våtvikt). Ingen statistisk skillnad kunde observeras i varken CO₂- eller N₂O-gasutsläppen. Däremot fanns det en signifikant skillnad vad gäller mängden CH₄-gasutsläppen mellan behandling L+Bak och För+L. Behandling För+L som förbehandlades med ett urval av fluglarvsspecifik bakterieflora hade lägre utsläpp av CH₄ och generellt en tendens till lägre växthusgasutsläpp, vilket kan bero på att inga mätningar av växthusgas gjordes under själva förbehandlingen. Ingen signifikans ($p < 0,05$) kunde observeras mellan de olika behandlingarna vad gäller omvandlingskvot eller massreduktion.

Jämförelse med publicerade värden för aerob mikrobiell kompostering indikerade lägre utsläpp av växthusgaser per ton initialt material (våtvikt) vid fluglarvskompostering än från mikrobiell kompostering. Möjlig ökning av växthusgasutsläpp från fluglarvskompostering, p.g.a. osäkerheter vid jämförelse, uppskattas inte överskrida de växthusgasutsläpp som uppmätts i tidigare studier av aerob kompost, eftersom skillnaderna i gasutsläpp visade sig vara väldigt stora samt faktumet att larverna binder upp en stor andel kol och därmed minskar utsläppen av CO₂ och CH₄. En stor skillnad mellan fluglarvskompostering och publicerade värden för aerob mikrobiell kompostering observerades i utsläppen av CH₄ och N₂O, vilket är viktigast ur ett växthusgasperspektiv då CO₂ räknas som biogent. Vidare undersökning rekommenderas för att kunna säkerhetsställa dessa resultat.

7. Referenser

- Andersen, J. K., Boldrin, A., Christensen, T. H. & Scheutz, C. (2010). Greenhouse gas emissions from home composting of organic household waste. *Waste Management*, 30(12), pp 2475–2482.
- Banks, I. J., Gibson, W. T. & Cameron, M. M. (2014). Growth rates of black soldier fly larvae fed on fresh human faeces and their implication for improving sanitation. *Tropical Medicine & International Health*, 19(1), pp 14–22.
- Beck-Friis, B., Smårs, S., Jönsson, H. & Kirchmann, H. (2001). SE—Structures and Environment: Gaseous Emissions of Carbon Dioxide, Ammonia and Nitrous Oxide from Organic Household Waste in a Compost Reactor under Different Temperature Regimes. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 78(4), pp 423–430.
- Cheng, J. Y. K., Chiu, S. L. H. & Lo, I. M. C. (2017). Effects of moisture content of food waste on residue separation, larval growth and larval survival in black soldier fly bio-conversion. *Waste Management*, 67, pp 315–323.
- Cickova, H., Newton, G. L., Lacy, R. C. & Kozanek, M. (2015). The use of fly larvae for organic waste treatment. *Waste Management*, 35, pp 68–80.
- Colón, J., Martínez-Blanco, J., Gabarrell, X., Artola, A., Sánchez, A., Rieradevall, J. & Font, X. (2010). Environmental assessment of home composting. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(11), pp 893–904.
- Diener, S., Solano, N. M. S., Gutierrez, F. R., Zurbrugg, C. & Tockner, K. (2011). Biological Treatment of Municipal Organic Waste using Black Soldier Fly Larvae. *Waste and Biomass Valorization*, 2(4), pp 357–363.

- Diener, S., Zurbuegg, C. & Tockner, K. (2009). Conversion of organic material by black soldier fly larvae: establishing optimal feeding rates. *Waste Management & Research*, 27(6), pp 603–610.
- Dortmans, B. (2015). *Valorisation of organic waste*. Sveriges lantbruksuniversitet. Institutionen för energi och teknik (Examensarbete 2015:06)
- Emerson, K., Russo, R., Lund, R. & Thurston, R. (1975). Aqueous Ammonia Equilibrium Calculations - Effect of Ph and Temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32(12), pp 2379–2383.
- Ermolaev, E., Sundberg, C., Pell, M. & Jonsson, H. (2014). Greenhouse gas emissions from home composting in practice. *Bioresource Technology*, 151, pp 174–182.
- Fatchurochim, S., Geden, C. J. & Axtell, R. C. (1989). Filth fly (diptera) oviposition and larval development in poultry manure of various moisture levels. *Journal of Entomological Science*, 24(2), pp 224–231.
- Hammar, O. (red). (1996). *Marken*. Borås: Centraltryckeriet AB
- Heimer, A. (2010). *Soja som foder och livsmedel i Sverige – konsekvenser lokalt och globalt*. Stockholm: (Rapport 2010:2).
- Hoornweg, D. och Bhada-Tata, P. (2012). What a Waste - A Global Review of Solid Waste Management. *Urban Development Series*. Washington DC, USA, World Bank.
- Kim, W., Bae, S., Park, K., Lee, S., Choi, Y., Han, S. & Koh, Y. (2011). Biochemical characterization of digestive enzymes in the black soldier fly, *Hermetia illucens* (Diptera: Stratiomyidae). *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 14(1), pp 11–14.

- Kumar, M., Ou, Y.-L. & Lin, J.-G. (2010). Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Management*, 30(4), pp 602–609.
- Lalander, C. H., Fidjeland, J., Diener, S., Eriksson, S. & Vinneras, B. (2015). High waste-to-biomass conversion and efficient *Salmonella* spp. reduction using black soldier fly for waste recycling. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(1), pp 261–271.
- May, B.M. (1961). The occurrence in New Zealand and the life-history of the soldier fly *Hermetia illucens* (L.) (Diptera: Stratiomyiidae). *New Zealand Journal of Science*, 4 pp 55-65.
- Newby, R. (1997). Use of soldier fly larvae in organic waste management. In: Proceedings of the “Compost 97” Conference, July 14–15, 1997. Griffith University, Brisbane, Australia.
- Paz, A. S. P., Carrejo, N. S. & Rodríguez, C. H. G. (2015). Effects of Larval Density and Feeding Rates on the Bioconversion of Vegetable Waste Using Black Soldier Fly Larvae *Hermetia illucens* (L.), (Diptera: Stratiomyidae). *Waste and Biomass Valorization*, 6(6), pp 1059–1065.
- Perednia, D. A. (2017). A Comparison of the Greenhouse Gas Production of Black Soldier Fly Larvae versus Aerobic Microbial Decomposition of an Organic Feed Material. *Research & Reviews: Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 5(3), pp 1–7.
- Ritika, P. & Rajendra, S. S. P. (2015). Study on occurrence of black soldier fly larvae in composting of kitchen waste. *International Journal of Research in Biosciences*, 4(4), pp 38-45
- Rockstrom, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sorlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U.,

- Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. & Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), pp 472–475.
- Sharpley, A., Chapra, S., Wedepohl, R., Sims, J., Daniel, T. & Reddy, K. (1994). Managing Agricultural Phosphorus for Protection of Surface Waters - Issues and Options. *Journal of Environmental Quality*, 23(3), pp 437–451.
- Sheppard, D., Newton, G., Thompson, S. & Savage, S. (1994). A Value-Added Manure Management-System Using the Black Soldier Fly. *Bioresource Technology*, 50(3), pp 275–279.
- Smårs, S., Gustafsson, L., Beck-Friis, B. & Jönsson, H. (2002). Improvement of the composting time for household waste during an initial low pH phase by mesophilic temperature control. *Bioresource Technology*, 84(3), pp 237–241.
- St-Hilaire, S., Sheppard, C., Tomberlin, J. K., Irving, S., Newton, L., McGuire, M. A., Mosley, E. E., Hardy, R. W. & Sealey, W. (2007). Fly Prepupae as a Feedstuff for Rainbow Trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Journal of the World Aquaculture Society*, 38(1), pp 59–67.
- Sundberg, C., Smars, S. & Jonsson, H. (2004). Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresource Technology*, 95(2), pp 145–150.
- Tacon, A. G. J. & Metian, M. (2008). Global overview on the use of fish meal and fish oil in industrially compounded aquafeeds: Trends and future prospects. *Aquaculture*, 285(1–4), pp 146–158.
- Warburton, K., Hallman, V. (2002). Processing of organic materials by the soldier fly, *Hermetia illucens*. In: Warburton, K., Pillai-McGarry, U., Ramage, D. (Eds.), Integrated

Biosystems for Sustainable Development. Rural Industries Research and Development Corporation, Canberra, Australia, pp. 118–129.

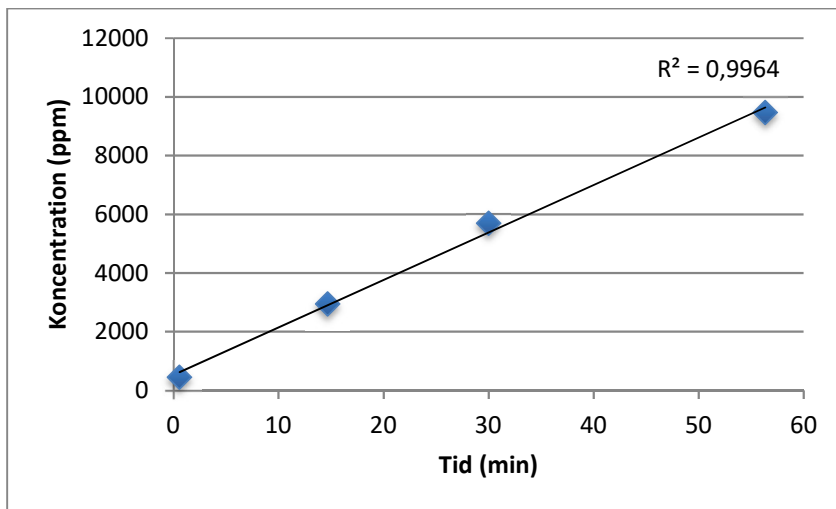
Westerman, P. W. & Bicudo, J. R. (2005). Management considerations for organic waste use in agriculture. *Bioresource Technology*, 96(2), pp 215–221.

Zeng, G., Zhang, J., Chen, Y., Yu, Z., Yu, M., Li, H., Liu, Z., Chen, M., Lu, L. & Hu, C. (2011). Relative contributions of archaea and bacteria to microbial ammonia oxidation differ under different conditions during agricultural waste composting. *Bioresource Technology*, 102(19), pp 9026–9032.

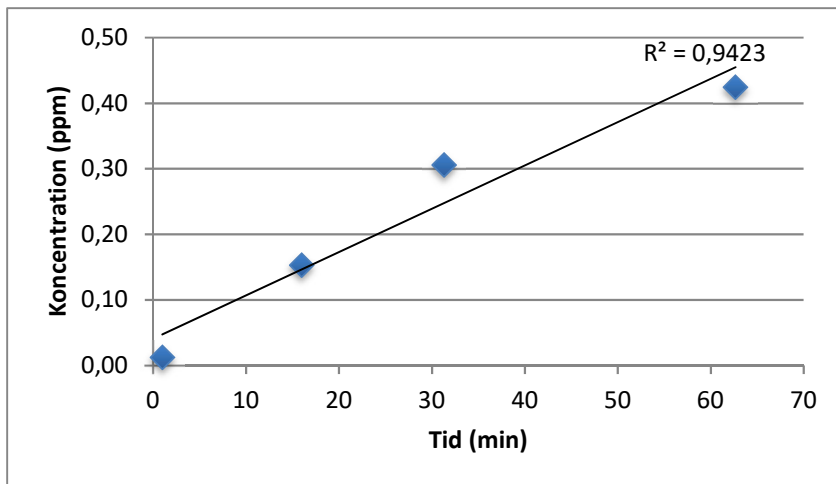
Östlund, C. (2016). *Ökad återvinning av matavfall*. Tillgänglig:
<http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Avfall/Atervinning-av-matavfall/> [2017-06-12]

Bilaga 1

Mängden växthusgasutsläpp som i teorin bildas beräknas utefter de uppmätta koncentrationerna under fluglarvsbehandlingarna. Koncentrationer från de olika mätningarna plottades mot tiden för att få ut en rät linje, vilka två exempel visas nedan (figur 4 och 5).



Figur 4: Koncentrationen av CO₂ plottad mot tiden för behandling Larv, dag 3.



Figur 5: Koncentrationen av N₂O plottad mot tiden för behandling Larv, dag 7.

Tabell 6: Beräknade flöden av CO₂ i de olika replikaten de olika dagarna under fluglarvsbehandlingarna

Behandling	Flöde mg/min				
	Dag 3	Dag 7	Dag 11	Dag 4-6	Dag 8-10
Larv	2,37	6,34	3,89	4,36	5,12
Larv	1,20	5,04	4,03	3,12	4,54
Larv	1,14	4,86	3,26	3,00	4,06
L+Bak	3,57	7,03	4,99	5,30	6,01
L+Bak	1,35	5,34	3,83	3,34	4,59
L+Bak	1,53	3,81	3,24	2,67	3,53
För+L	0,90	5,40	4,46	3,15	4,93
För+L	2,01	5,94	4,86	3,97	5,40
För+L	1,57	3,16	2,44	2,37	2,80

Tabell 7: Beräknad mängd CO₂, de olika dagarna och den totala mängden, i de olika replikaten

Behandling	Mängd (mg)					Tot (kg)	kg CO ₂ -ekv/ton initial våtvikt
	Dag 1-3	Dag 4-6	Dag 7	Dag 8-10	Dag 11-14		
Larv	10231,06	18819,42	9135,93	22104,74	22402,25	0,08	68,91
Larv	5177,87	13485,58	7264,43	19604,83	23221,82	0,07	57,30
Larv	4924,52	12950,62	6992,24	17525,38	18765,38	0,06	50,97
L+Bak	15430,15	22897,36	10121,52	25960,17	28741,02	0,10	85,96
L+Bak	5824,64	14442,30	7686,66	19807,65	22073,77	0,07	58,20
L+Bak	6602,62	11538,15	5491,23	15238,39	18670,80	0,06	47,95
För+L	3895,40	13618,76	7780,70	21311,87	25708,83	0,07	60,26
För+L	8684,86	17163,06	8547,09	23309,96	27971,55	0,09	71,40
För+L	6780,60	10226,04	4557,16	12115,43	14079,18	0,05	39,80

Tabell 8: Beräknade flöden av CH₄ i de olika replikaten de olika dagarna under fluglarvsbehandlingarna

Behandling	Flöde (mg/min)				
	Dag 3	Dag 7	Dag 11	Dag 4-6	Dag 8-10
Larv	1,86E-04	8,48E-05	0,00E+00	1,36E-04	4,24E-05
Larv	1,61E-04	3,37E-05	1,83E-05	9,71E-05	2,60E-05
Larv	5,81E-05	5,55E-05	1,15E-04	5,68E-05	8,50E-05
L+Bak	1,15E-04	1,40E-04	9,00E-05	1,28E-04	1,15E-04
L+Bak	2,08E-04	4,17E-05	1,19E-04	1,25E-04	8,05E-05
L+Bak	1,07E-04	5,13E-05	3,87E-05	7,92E-05	4,50E-05
För+L	7,92E-05	3,77E-05	3,52E-05	5,85E-05	3,65E-05
För+L	5,50E-05	1,34E-05	2,47E-05	3,42E-05	1,90E-05
För+L	8,23E-06	9,79E-06	9,61E-06	9,01E-06	9,70E-06

Tabell 9: Beräknad mängd CH₄, de olika dagarna och den totala mängden, i de olika replikaten

Behandling	Mängd (mg)					Tot (kg)	kg CO ₂ -ekv/ton initial våtvikt
	Dag 1-3	Dag 4-6	Dag 7	Dag 8-10	Dag 11-14		
Larv	0,80	0,59	0,12	0,18	0,00	0,0000017	0,04
Larv	0,69	0,42	0,05	0,11	0,11	1,38E-06	0,03
Larv	0,25	0,25	0,08	0,37	0,66	1,60E-06	0,03
L+Bak	0,50	0,55	0,20	0,50	0,52	2,27E-06	0,05
L+Bak	0,90	0,54	0,06	0,35	0,69	2,53E-06	0,05
L+Bak	0,46	0,34	0,07	0,19	0,22	1,30E-06	0,03
För+L	0,34	0,25	0,05	0,16	0,20	1,01E-06	0,02
För+L	0,24	0,15	0,02	0,08	0,14	6,29E-07	0,01
För+L	0,04	0,04	0,01	0,04	0,06	1,86E-07	0,00

Tabell 10: Beräknade flöden av N₂O i de olika replikaten de olika dagarna under fluglarvsbehandlingarna

Behandling	Flöde (mg/min)				
	Dag 3	Dag 7	Dag 11	Dag 4-6	Dag 8-10
Larv	1,04E-05	0	0	5,20E-06	0
Larv	6,54E-05	7,31E-05	2,78E-06	6,93E-05	3,80E-05
Larv	9,74E-07	1,28E-04	2,15E-05	6,43E-05	7,46E-05
L+Bak	5,19E-05	5,62E-06	2,89E-06	2,87E-05	4,25E-06
L+Bak	5,47E-05	3,25E-05	0	4,36E-05	1,62E-05
L+Bak	1,06E-04	3,56E-05	0	7,07E-05	1,78E-05
För+L	5,21E-06	0	0	2,60E-06	0
För+L	4,32E-06	0	0	2,16E-06	0
För+L	3,19E-05	0	0	1,60E-05	0

Tabell 11: Beräknad mängd N₂O, de olika dagarna och den totala mängden, i de olika replikaten

Behandling	Mängd (mg)					Tot (kg)	kg CO ₂ -ekv/ton initial våtvikt
	Dag 1-3	Dag 4-6	Dag 7	Dag 8-10	Dag 11-14		
Larv	0,04	0,02	0	0	0	6,74E-08	0,02
Larv	0,28	0,30	0,11	0,16	0,02	8,67E-07	0,22
Larv	0,00	0,28	0,18	0,32	0,12	9,12E-07	0,23
L+Bak	0,22	0,12	0,01	0,02	0,02	3,91E-07	0,10
L+Bak	0,24	0,19	0,05	0,07	0	5,42E-07	0,13
L+Bak	0,46	0,31	0,05	0,08	0	8,90E-07	0,22
För+L	0,02	0,01	0	0	0	3,38E-08	0,01
För+L	0,02	0,01	0	0	0	2,80E-08	0,01
För+L	0,14	0,07	0	0	0	2,07E-07	0,05

Sveriges Lantbruksuniversitet
Institutionen för energi och teknik
Box 7032
750 07 UPPSALA
<http://www.slu.se/institutioner/energi-teknik/>

Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Energy and Technology
P. O. Box 7032
SE-750 07 UPPSALA
SWEDEN
www.slu.se/en/departments/energy-technology/